

# Impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés dans le réservoir Sahela (Maroc)

## Impact of metazoan zooplankton on phytoplankton and ciliates in the Sahela reservoir (Morocco)

K. Derraz, R. El Alami, I. Atiki et M. Alaoui-Mhamdi

Volume 15, numéro 1, 2002

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705440ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705440ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Derraz, K., El Alami, R., Atiki, I. & Alaoui-Mhamdi, M. (2002). Impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés dans le réservoir Sahela (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15(1), 111–122. <https://doi.org/10.7202/705440ar>

Résumé de l'article

L'impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés a été mesuré durant la période de juillet à décembre 1999 dans le réservoir Sahela sous climat méditerranéen semi-aride.

Les expériences ont été réalisées à l'aide de chambres de diffusion immergées in situ pendant 7 heures en absence (chambres témoins) et en présence (chambres expérimentales) du zooplancton.

Les résultats indiquent que la mortalité moyenne à 4 m des algues est de  $0,13 \pm 0,03 \text{ h}^{-1}$ , et celle des protozoaires ciliés de  $0,07 \pm 0,03 \text{ h}^{-1}$ . *Cryptomonas ovata* et *Halteria grandinella* ont subi la plus forte prédation, respectivement,  $0,31 \pm 0,14 \text{ h}^{-1}$  et  $0,11 \pm 0,04 \text{ h}^{-1}$  à 4 m. Toutefois, les algues de grande taille (*Pediastrum* sp, *Ceratium hirundinella* et *Peridinium cinctum*) n'ont été que très peu ou pas consommées.

# Impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés dans le réservoir Sahela (Maroc)

Impact of metazoan zooplankton on phytoplankton and ciliates in the Sahela reservoir (Morocco)

K. DERRAZ<sup>1\*</sup>, R. EL ALAMI<sup>2</sup>, I. ATIKI<sup>2</sup>, M. ALAOUI-MHAMDI<sup>2</sup>

## SUMMARY

The Sahela reservoir, located in Taounate at 90 km from Fès, lying at an altitude of 325 m, was built to provide drinking water for the population of Taounate and to contribute to irrigate neighbouring farming perimeters.

In order to assess the impact of metazoan zooplankton on phytoplankton and protozoan ciliates in the Sahela reservoir under semi-arid climate, we conducted experiments during the period from July to December 1999 at the deepest point in the lake (15 m).

Sampling and measurements were carried out in diffusion chambers submerged *in situ* over a period of 7 h without (control chambers) and with (experimental chambers) zooplankton. During these experiments, counts were conducted on phytoplankton and ciliates to determine the abundance and the mortality of these organisms due to zooplankton in each diffusion chambers at  $t = 0$  and  $t = 7$  h incubation. The metazooplankton were counted and dry weight of each taxa was calculated.

In summer the highest zooplankton biomass ( $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) mainly composed of cyclopoid *Tropocyclops prasinus*, caused mortality of the small-sized ciliates, such as *Halteria grandinella* ( $0.10 \text{ h}^{-1}$ ). In Autumn, the zooplankton biomass ( $75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), dominated by *Daphnia longispina*, induced a higher mortality for phytoplankton ( $0.10 \text{ h}^{-1}$ ) than for ciliates ( $0.05 \text{ h}^{-1}$ ). In Winter, the zooplankton biomass ( $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), also represented by *Daphnia longispina*, had a low impact on ciliate mortality ( $< 0.02 \text{ h}^{-1}$ ).

1. Université Cadi Ayyad, Faculté des sciences et techniques Guéliz, BP 618, Marrakech.

2. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah, Faculté des sciences Dhar el Mehrez, BP 1796, Fès.

\* Correspondance. E-mail : derraz@fstg-marrakech.ac.ma

Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mars 2003.

The study showed that a heavy predation by the metazoan zooplankton was exerted on small-sized phytoplankton and ciliates and clearly demonstrated the relationships between protozoans and metazoan zooplankton to transferring the matter and energy in aquatic food webs.

**Key-words:** *reservoir, zooplankton, phytoplankton, ciliates.*

## RÉSUMÉ

L'impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés a été mesuré durant la période de juillet à décembre 1999 dans le réservoir Sahela sous climat méditerranéen semi-aride.

Les expériences ont été réalisées à l'aide de chambres de diffusion immergées *in situ* pendant 7 heures en absence (chambres témoins) et en présence (chambres expérimentales) du zooplancton.

Les résultats indiquent que la mortalité moyenne à 4 m des algues est de  $0,13 \pm 0,03 \text{ h}^{-1}$ , et celle des protozoaires ciliés de  $0,07 \pm 0,03 \text{ h}^{-1}$ . *Cryptomonas ovata* et *Halteria grandinella* ont subi la plus forte prédation, respectivement,  $0,31 \pm 0,14 \text{ h}^{-1}$  et  $0,11 \pm 0,04 \text{ h}^{-1}$  à 4 m. Toutefois, les algues de grande taille (*Pediastrum sp.*, *Ceratium hirundinella* et *Peridinium cinctum*) n'ont été que très peu ou pas consommées.

**Mots clés :** *réservoir, zooplancton, phytoplancton, ciliés.*

## 1 – INTRODUCTION

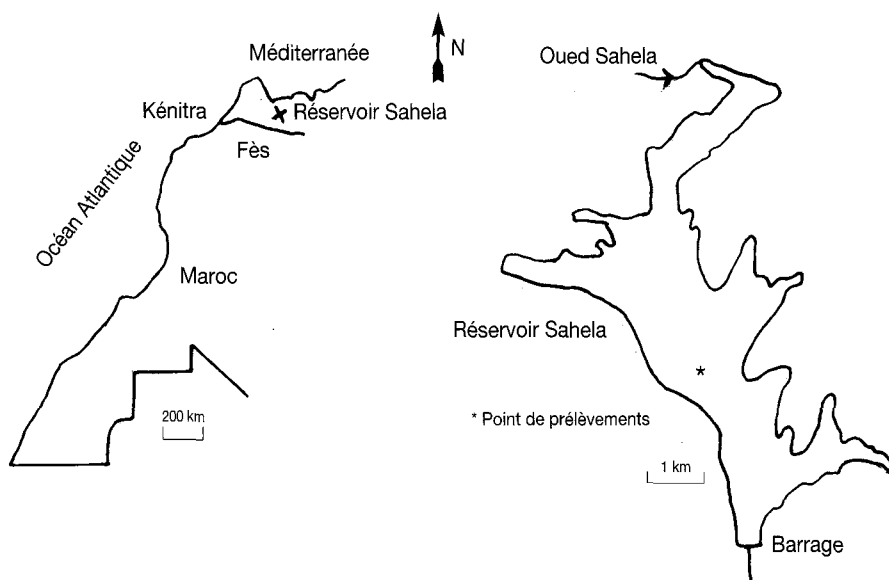
De nombreux travaux ont été réalisés en milieu aquatique pélagique montrant le rôle du phytoplancton et des protozoaires ciliés dans les processus de transfert de la matière et de l'énergie transitant par la base des réseaux trophiques planctoniques (FENCHEL, 1987 ; SANDERS *et al.*, 1993). Le métazooplancton peut avoir, selon la saison ou l'écosystème, les protozoaires ciliés comme principale source de nourriture, en remplacement du phytoplancton qui peut s'avérer inadéquat (SOROKIN, 1996). Différents auteurs ont souligné l'importance de l'impact des Copépodes sur les protozoaires ciliés en milieu marin (STOECKER et MC DOWELL-CAPUZZO, 1990) et en milieu lacustre (e.g. DOBBERFUHL *et al.*, 1997). D'autres études ont montré un effet important des Copépodes cyclopoïdes sur les protozoaires ciliés (e.g. WIACKOWSKI *et al.*, 1994). Cet effet peut, cependant, être modifié par le comportement de la proie, par sa morphologie et aussi par la présence simultanée d'autres proies (WICKHAM, 1995). Toutefois, la mesure de l'impact de l'ensemble du zooplancton métazoaire sur les communautés phytoplanctoniques et les protozoaires ciliés durant une période de l'année n'a été que très rarement effectuée (PAFFENHÖFER, 1998 ; THOUVENOT *et al.*, 1999).

L'objectif de notre étude a donc été de mesurer l'impact du zooplancton métazoaire sur les communautés phytoplanctoniques et les protozoaires ciliés durant la période de stratification et celle d'homogénéisation thermique dans le réservoir Sahela (Maroc) sous climat méditerranéen semi-aride.

## 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.1 Site d'étude

Le réservoir Sahela est situé dans le Rif marocain ( $34^{\circ} 30'N$ ,  $4^{\circ} 45'W$ ), à 90 km de la ville de Fès. Il occupe une gorge entaillée par l'oued Sahela (figure 1). La surface du plan d'eau est de 430 ha, pour une profondeur maximale de 50 m et un volume de  $64 \cdot 10^6 \cdot m^3$ . Il est alimenté par l'oued Sahela. Le réservoir est destiné à renforcer l'alimentation en eau potable de la ville de Taounate et à développer l'irrigation des périmètres agricoles avoisinants (ONEP, 1994).



**Figure 1** Situation géographique du réservoir Sahela.  
*Geographic situation of the Sahela reservoir.*

Cette retenue est un lac monomictique chaud. La concentration moyenne en Chl. *a* ( $6,5 \mu g \cdot L^{-1}$ ) et celle en phosphore total ( $48 \mu g \cdot L^{-1}$ ), permettent de classer ce réservoir comme un lac mésotrophe avec une probabilité de 60 % (OECD, 1982 ; RYDING et RAST, 1994).

### 2.2 Mesure de l'impact du zooplancton métazoaire sur le phytoplancton et les ciliés

La technique utilisée consiste en la mesure des densités du phytoplancton et des protozoaires ciliés incubés dans des chambres de diffusion immergées *in situ*, pendant 7 h, en présence (chambres expérimentales) et en absence (chambres témoins) de zooplancton. Les chambres utilisées sont en plexiglass de 4 mm d'épaisseur, de forme cubique, de dimensions  $18 \times 18 \times 18$  cm, et

d'une capacité de 5,8 L. Sur chacune de leurs faces, sont placées dans un orifice de 15 cm de diamètre des membranes filtrantes en nylon de 5  $\mu\text{m}$  de porosité, permettant le renouvellement de l'eau. Sur l'une des 4 faces, sont placés les dispositifs de fixation de la chambre sur le câble de soutien ainsi que le système de remplissage et de vidange. Les chambres sont placées dans une baignoire de capacité 40 L préalablement remplie par un mélange d'eau des profondeurs 2 et 4 m. Pour chaque profondeur, deux chambres sont remplies par l'eau de la profondeur retenue (chambres expérimentales), et deux autres par l'eau préalablement filtrée sur membrane en nylon de 40  $\mu\text{m}$  de porosité afin d'éliminer le zooplancton (chambres témoins). Cette méthode, bien qu'utilisée de façon assez courante, présente de nombreux problèmes, en particulier, la filtration à 40  $\mu\text{m}$  n'assure pas une bonne séparation des proies et des prédateurs. De plus, certains ciliés sont sensibles à l'incubation, plusieurs études rapportent des taux de croissance négatifs de certains taxons en absence de prédateurs (e.g. MACEK *et al.*, 1996). Enfin, le comportement du zooplancton présent dans la chambre de diffusion peut être modifié. Le choix d'une courte durée d'incubation (7 h) permet de minimiser les éventuels changements de comportement et la mortalité du zooplancton. Neuf campagnes ont été réalisées entre fin juillet et fin décembre, au point le plus profond du réservoir (15 m).

### 2.3 Variables abiotiques et biotiques

L'analyse physicochimique de l'eau a porté sur la température, l'oxygène dissous, la transparence (disque de Secchi), les composés phosphorés (MURPHY et RILEY, 1962) et les composés azotés (RODIER, 1984). Le dosage de la chlorophylle *a* est réalisé selon le protocole expérimental proposé par SCORUNESCO (1966).

Deux aliquots de 100 mL d'eau de chaque chambre sont prélevés à  $t = 0$  et  $t = 7$  h, et fixés au lugol (phytoplancton) ou au chlorure de mercure de concentration finale 2,5 % (ciliés) et conservés à 4 °C. L'identification des espèces d'algues a été effectuée au laboratoire à l'aide des clés de détermination de BOURRELLY (1970, 1981, 1990) et GERMAIN (1991). Les protozoaires ciliés ont été identifiés soit sur le vivant, après examen au microscope à contraste de phase, soit après application de différentes techniques cytologiques permettant, notamment, l'observation de l'infrastructure (FOISSNER *et al.*, 1990). Les espèces ont été déterminées suivant des critères morphologiques ou morphométriques (KAHL, 1935 ; KUDO, 1966 ; SIME-NGANDO, 1991). Les dénombrements des algues et des protozoaires ciliés sont réalisés en microscopie inversée selon les méthodes, d'UTHERMÖHL (1958) et de SIME-NGANDO et GRO-LIERE (1991). Les comptages du phytoplancton et des ciliés ont été réalisés en double. Le coefficient de variation (CV) était de 12 % pour le phytoplancton et de 15 % pour les protozoaires ciliés.

Le zooplancton présent dans les chambres est récolté par filtration de la totalité du contenu de la chambre sur nylon de 40  $\mu\text{m}$  de porosité, immédiatement fixé au sucrose/formaldéhyde (4 %), conservé à 4 °C et dénombré en cuve de Dolfuss après coloration au rose bengal. Les densités spécifiques sont converties en biomasse à partir des relations longueur-poids sec, établies par BOTTRELL *et al.* (1976).

La méthode utilisée pour calculer les taux de mortalité a été décrite par WIACKOWSKI *et al.* (1994), comme suit :

$$r_{\text{témoin}} - r_{\text{expérimental}} = d_{\text{zooplancton}}$$

avec,  $r_{\text{témoin}}$  : taux de croissance dans la chambre témoin

$r_{\text{expérimental}}$  : taux de croissance dans la chambre expérimentale

$d_{\text{zooplancton}}$  : taux de mortalité due au zooplancton

$r$  étant calculée par la formule :

$$r = (\ln N_t - \ln N_0)/t$$

où  $N_0$  et  $N_t$  sont les abondances initiales et finales et  $(t)$  le temps d'incubation.

Les expériences sont réalisées en double, le taux de prédation retenu est la moyenne des résultats obtenus dans les deux chambres de diffusion.

### 3 – RÉSULTATS

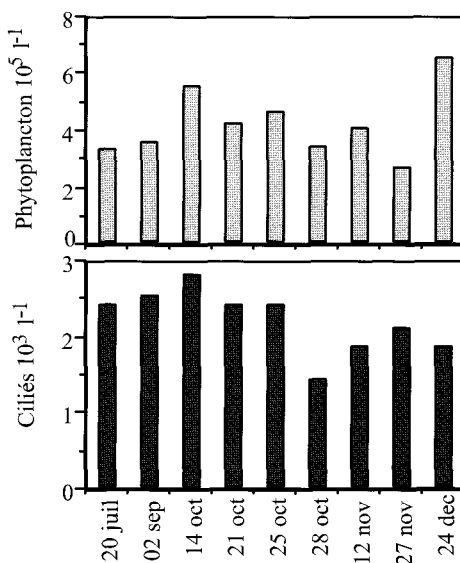
Afin de déceler une éventuelle hétérogénéité verticale des communautés planctoniques, les expériences ont été conduites dans des chambres de diffusion immergées à 2 et 4 m de profondeur. Cependant, nous avons observé très peu de différences entre ces deux profondeurs. Nous ne rapportons donc ici que les résultats relatifs à 4 m.

#### 3.1 Variables abiotiques et biotiques

Les températures extrêmes enregistrées au niveau du réservoir sont de 14 °C et 26,5 °C. Une période de stratification thermique marquée par l'installation d'une thermocline à 10 m de profondeur, est observée en été. Ensuite, une période d'homothermie débute en novembre. Les teneurs en oxygène dissous varient de 5 mg·L<sup>-1</sup> à 8,5 mg·L<sup>-1</sup>. La transparence moyenne est de 2 m. Les variations des concentrations en azote total (valeurs extrêmes : 0,2 mg·L<sup>-1</sup> et 3,4 mg·L<sup>-1</sup>) suivent celles des nitrates, alors que les variations des concentrations en phosphore total (valeurs extrêmes : 15 µg·L<sup>-1</sup> et 48 µg·L<sup>-1</sup>) suivent celles des orthophosphates. La teneur en chlorophylle *a* varie de 2,3 µg·L<sup>-1</sup> à 6,5 µg·L<sup>-1</sup>.

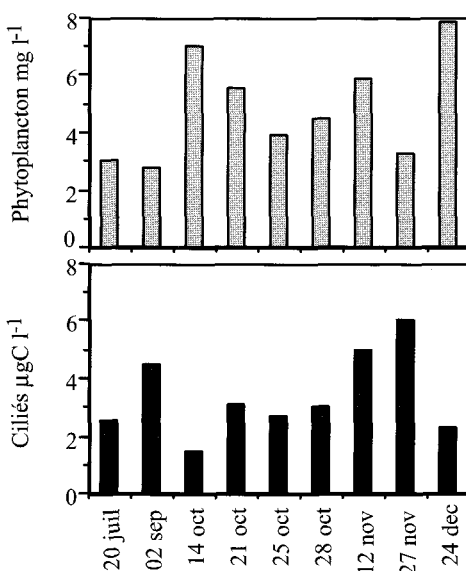
#### 3.2 Abondance, biomasse et composition du phytoplancton et de la communauté de ciliés

La densité du phytoplancton est plus faible en été qu'en automne, les valeurs extrêmes varient de 2,6·10<sup>5</sup> en novembre à 6,5·10<sup>5</sup> cellules·L<sup>-1</sup> en décembre, avec une densité moyenne de 4,2·10<sup>5</sup> cellules·L<sup>-1</sup> (figure 2). Le phytoplancton est dominée en densité par les *Euchlorophycées*, essentiellement *Oocystis crassa* et *Elakatothrix gelatinosa*, sauf au début et à la fin de l'étude (figure 4), où les *Cyanobactéries*, notamment *Anabaena variabilis* et *Lyngbya limnatica*, et la diatomée *Cyclotella ocellata* représentent l'essentiel de la communauté. La biomasse du phytoplancton (figure 3) est dominée par les *Dinophycées* (figure 4).

**Figure 2**

Abondance du phytoplancton et des ciliés, mesurée dans des chambres de diffusion, à 4 m de profondeur.

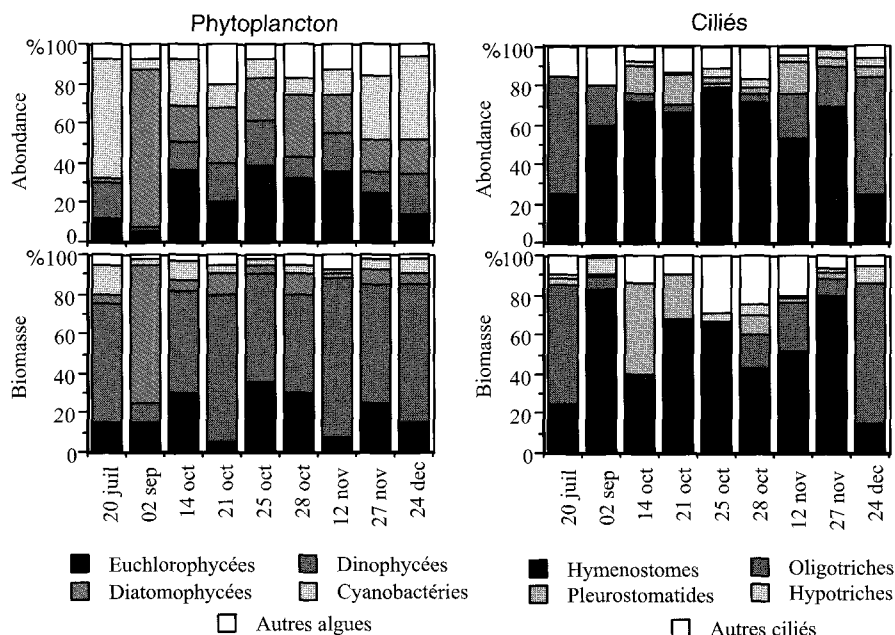
*Abundance of phytoplankton and ciliates, at 4 m depth, measured in the diffusion chambers.*

**Figure 3**

Biomasse du phytoplancton et des ciliés, mesurée dans des chambres de diffusion, à 4 m de profondeur.

*Biomass of phytoplankton and ciliates, at 4 m depth, measured in the diffusion chambers.*

La densité des protozoaires ciliés varie de  $1,5 \cdot 10^3$  cellules·L<sup>-1</sup> à  $2,8 \cdot 10^3$  cellules·L<sup>-1</sup> avec une abondance moyenne de  $2,2 \cdot 10^3$  cellules·L<sup>-1</sup>. La figure 2 présente une faible variation saisonnière de la densité des protozoaires ciliés. Durant la période d'étude, la communauté des protozoaires ciliés est dominée par le groupe des Hyménostomes, notamment *Lembadion lucens* et *Glaucoma scintillans*. Les Oligotriches (*Halteria grandinella*) ne sont dominants qu'au début et à la fin de l'étude (figure 4). La biomasse des protozoaires ciliés (figure 3) est également dominée par les Hyménostomes (figure 4).



**Figure 4** Abondance et biomasse relatives des différents groupes de phytoplancton et de ciliés, mesurées dans les chambres de diffusion, à 4 m de profondeur.

*Relative abundance and biomass of the various groups of phytoplankton and ciliates at 4 m depth, measured in the diffusion chambers.*

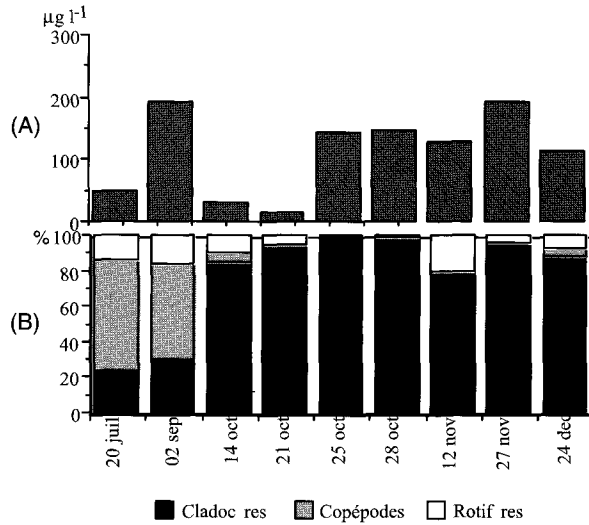
### 3.3 Biomasse du zooplancton

Les valeurs extrêmes de la biomasse totale du zooplancton sont  $15 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  et  $255 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , avec une moyenne de  $120 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ . Du mois d'octobre à la fin de l'étude, la biomasse du zooplancton est composée de 75 % de Cladocères (*Daphnia longispina*), alors qu'au début de l'étude, elle est représentée par 55 % de Copépodes cyclopoides (*Acanthocyclops robustus* et *Tropocyclops prasinus*), 25 % de Cladocères (*D. longispina*) et 20 % de Rotifères (*Polyarthra sp.*)

### 3.4 Impact du zooplancton sur le phytoplancton et les ciliés

La mortalité du phytoplancton varie de 0,05 à  $0,20 \text{ h}^{-1}$  (figure 6). Cette mortalité atteint la valeur la plus élevée le 14 octobre. *Cryptomonas ovata* et

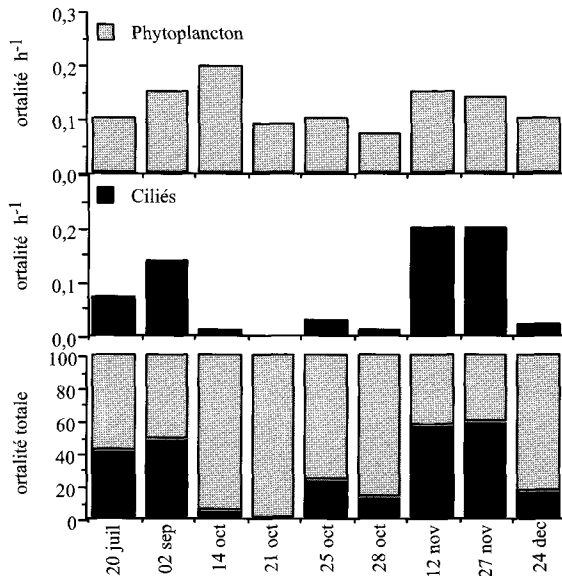




**Figure 5**

Biomasse totale (A) du zooplancton et biomasse relative (B) des Cladocères, Copépodes et Rotifères, mesurées dans les chambres de diffusion à 4 m de profondeur.

*Total zooplankton biomass (A) and relative biomass (B) of Cladocerans, Copepods and Rotifers in the experimental diffusion chambers at 4 m depth.*



**Figure 6**

Mortalité moyenne du phytoplancton et des ciliés et leur contribution relative (%) à la mortalité totale, à 4 m de profondeur.

*Mean mortality of phytoplankton and ciliates and relative contribution of these groups (%) to total mortality at 4 m depth.*

**Tableau 1** Mortalité, longueur et biovolumes moyens des espèces de phyto-plankton et de ciliés dans le barrage Sahela, à 4 m de profondeur.

**Table 1** Mortality, length and mean biovolume of the various taxa of phyto-plankton and ciliates in the Sahela reservoir at 4 m depth.

Taxon*	Longueur ( $\mu\text{m}$ )	Biovolume $10^3$ ( $\mu\text{m}^3$ )	Mortalité à 4 m ( $\pm$ SD) ( $\text{h}^{-1}$ )
<b>Phytoplankton</b>			
<i>Ceratium hirundinella</i>	203	65,4	$0,02 \pm 0,03$
<i>Cryptomonas ovata</i>	21	2,0	$0,31 \pm 0,14$
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	15	0,4	$0,11 \pm 0,06$
<i>Oocystis crassa</i>	18	1,4	$0,15 \pm 0,08$
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	25	0,2	$0,08 \pm 0,08$
<i>Cocconeis placentula</i>	18	3,7	$0,08 \pm 0,11$
<i>Cyclotella ocellata</i>	15	2,3	$0,11 \pm 0,09$
<i>Tetraedron minimum</i>	12	0,4	$0,07 \pm 0,11$
<i>Peridinium cinctum</i>	51	32,9	$0,01 \pm 0,01$
<b>Ciliés</b>			
<i>Lembadion lucens</i>	65	52,3	$0,04 \pm 0,03$
<i>Acineria uncinata</i>	35	16,4	$0,10 \pm 0,28$
<i>Glaucoma scintillans</i>	70	230,0	$0,02 \pm 0,02$
<i>Pseudocohnilembus pusillus</i>	28	7,0	$0,04 \pm 0,07$
<i>Halteria grandinella</i>	30	14,1	$0,11 \pm 0,04$
<i>Uronema nigricans</i>	21	4,2	$0,10 \pm 0,02$

\* Les espèces les plus abondantes et celles qui ont subi une mortalité.

*O. crassa* ont subi la plus forte mortalité (respectivement,  $0,31 \text{ h}^{-1}$  et  $0,15 \text{ h}^{-1}$ ) (tableau 1). La mortalité des protozoaires ciliés présente trois périodes distinctes : la première en été, où elle est de  $0,10 \text{ h}^{-1}$ , la seconde en automne où elle est inférieure à  $0,05 \text{ h}^{-1}$  et la troisième en hiver, où elle est de  $0,15 \text{ h}^{-1}$ . *H. grandinella* est affecté de la plus forte mortalité ( $0,11 \text{ h}^{-1}$ ).

#### 4 – DISCUSSION

Durant notre période d'étude, l'importance de l'impact du zooplancton sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés varie selon la saison. Ces variations peuvent être liées à des changements de composition du zooplancton ou à ceux du phytoplancton et/ou des protozoaires ciliés. Par ailleurs, les faibles apports hydriques caractérisant cette période ont vraisemblablement limité le développement des espèces zooplanctoniques dont le régime alimentaire est de type herbivo-détritivore, telle que *Bosmina longirostris* et ont, en revanche, favorisé l'émergence d'espèces de grande taille, comme *D. longispina* ou *T. prasinus*.

En été, la forte biomasse métazooplanctonique ( $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) est dominée par *T. prasinus*. Cette espèce dont le régime alimentaire est de type omnivore, a montré une préférence pour les protozoaires ciliés de petite taille (mortalité  $= 0,10 \text{ h}^{-1}$ ), notamment *Uronema nigricans* et *Halteria grandinella*. Ces valeurs sont conformes à celles obtenues dans d'autres milieux lacustres (DOBBERFUHL *et al.* 1997 ; NAKAMURA et TURNER, 1997 ; THOUVENOT *et al.*, 1999 ; WICKHAM et GILBERT, 1993), alors qu'elles sont plus faibles que celles enregistrées par PACE et VAQUE (1994). Les protozoaires ciliés de grande taille, tels que *L. lucens* et *G. scintillans* n'ont subi qu'une très faible mortalité, malgré leur abondance assez importante dans le réservoir Sahela. WIAKOWSKI *et al.*, (1994) ont, en revanche, montré que dans le lac Castle (États-Unis), où le Copépode *Diacyclops thomasi* était dominant, ce sont plutôt les protozoaires ciliés de grande taille qui ont subi la plus forte prédation.

En automne, la biomasse du métazooplancton ( $75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), représentée essentiellement par *D. longispina*, induit une mortalité plus élevée du phytoplancton ( $0,12 \text{ h}^{-1}$ ) que des protozoaires ciliés ( $0,05 \text{ h}^{-1}$ ). Ceci serait lié à un changement dans la composition du phytoplancton avec l'apparition d'espèces de petite taille (*C. ovata*, *O. crassa*, *C. ocellata* et *Cocconeis placentula*), facilement consommables par ce Cladocère. *Ceratium hirundinella* et *Peridinium cinctum* ont subi, en revanche, un faible impact, et ont donc connu un développement assez important caractérisé par une biomasse élevée ( $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). HAVENS et DECOSTA (1985) ont également montré que seules les algues de grande taille ont échappé à la prédation par *D. longispina*.

En hiver, la biomasse métazooplanctonique ( $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), représentée par *D. longispina*, induit une mortalité élevée des protozoaires ciliés et du phytoplancton. Toutefois, la présence des protozoaires ciliés de grande taille associée à une faible température ont réduit considérablement l'action de ce Cladocère sur ces derniers (mortalité  $< 0,02 \text{ h}^{-1}$ ). Des résultats conformes ont été obtenus par JACK et GILBERT (1997). Ces auteurs ont montré que les protozoaires ciliés de grande taille sont moins sensibles à la prédation et certaines espèces peuvent échapper à la capture par *D. longispina*.

Ces résultats suggèrent que la mortalité du phytoplancton et des protozoaires ciliés dépend essentiellement de la taille des espèces. Cette mortalité ne semble être corrélée ni avec l'abondance des différents groupes zooplanctoniques, ni avec leur propre densité dans les chambres expérimentales. De même cette mortalité n'est pas liée à la proportion relative des proies. En effet, durant les périodes (été, fin automne) les protozoaires ciliés ont subi une mortalité aussi importante que le phytoplancton, bien que ce dernier présente des densités 100 fois plus élevées dans le lac. Ceci peut être dû au fait que le zooplancton présent dans les chambres de diffusion expérimentales, peut avoir une préférence pour les protozoaires ciliés dont la qualité nutritionnelle est peut être plus élevée que celle du phytoplancton (PACE et FUNKE, 1991 ; WICKHAM et GILBERT, 1993).

Nos résultats permettent d'évaluer, en partie, l'impact direct du zooplancton sur le phytoplancton et les ciliés. Néanmoins, dans le cas du phytoplancton, il est difficile de préciser les conséquences indirectes de l'impact du zooplancton sur cette communauté (QUIBLIER *et al.*, 1996). En effet, la présence de différentes populations zooplanctoniques avec leurs différentes tailles individuelles peut déterminer la structure de la communauté phytoplanctonique

(BERQUIST *et al.*, 1985 ; WELSCHMEYER *et al.*, 1991). Cette structure ne résulte pas uniquement de l'impact du zooplancton, mais aussi des excréta rejetés par celui-ci dans le lac, et par ce moyen, il peut entraîner une compétition entre les algues (STERNER, 1989).

En conclusion, dans le réservoir Sahela, la communauté zooplanctonique, généralement dominée par *D. longispina*, a un impact important sur le phytoplancton et les protozoaires ciliés. Ce Cladocère peut exploiter la production des différents composants de la chaîne trophique et joue par conséquent un rôle clé dans les processus de régulation des écosystèmes lacustres sous climat semi-aride. Cette étude devrait être complétée en prenant en considération les autres composants de la boucle microbienne, en particulier les bactéries et les flagellés nanoplanctoniques.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BERGQUIST A.M., CARPENTER S.R., LATINO J.C., 1985. Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages. *Limnol. Oceanogr.*, 30, 1037-1045.
- BOTTRELL H.H., DUNCAN A., GLIWICZ Z.M., GRYGIERECK E., HERZIG A., HILBRICHT-ILKOWSKA A., KURASAWA H., HARSSON P., WEGLEND T., 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 5, 419-456.
- BOURELLY P., 1970. Les algues bleues et rouges, Tome III, Ed. N. Boubée et Cie, Paris.
- BOURELLY P., 1981. Les algues jaunes et brunes. Tome II, Ed. N. Boubée et Cie, Paris.
- BOURELLY P., 1990. Les algues vertes, Tome I, Ed. N. Boubée et Cie, Paris.
- DOBBERFUHL D.R., MILLER R., ELSE J.J., 1997. Effect of cyclopoid copepod (*Dia-cyclops thomasi*) on a phytoplankton and the microbial food web. *Aquat. Microb. Ecol.*, 12, 29-37.
- FENCHEL T., 1987. Ecology of protozoa, Sciences Tech. Publishers, Madison, Wisconsin/Springer-Verlag, New York.
- FOISSNER W., OLEKSIV I., MÜLLER H., 1990. Morphologie und Infraciliatur einiger Ciliaten (Protozoa: Ciliophora) aus stagnierenden Gewässern. *Arch. protistenk.*, 138, 191-206.
- GERMAIN H., 1991. Flore des diatomées, Diatomophycées. S.N. Ed Boubée, Paris.
- HAVENS K., DECOSTA J., 1985. An analysis of selective herbivory in an acid lake and its importance in controlling phytoplankton community structure. *J. Plankton Res.*, 7, 207-222.
- JACK J.J., GILBERT J.J., 1997. Effect of metazoan predators on ciliates in freshwater plankton communities. *J. Euk. Microbiol.*, 44, 194-199.
- KHAL A., 1935. Urtiere order Protozoa 1: Wimpertiere oder ciliata (Infusoria) 4. Peritricha und Chomotricha. *Tierwelt. dtl.*, 30, 651-886.
- KUDO R., 1966. Protozoology, Charles C. Thomas, Springfield, Illinois.
- MACEK M., SIMEK K., PERNTHALER J., VYHNALEK V., PSENNER R., 1996. Growth rates of dominant planktonic ciliates in two freshwater bodies of different trophic degree. *J. plankton Res.*, 18, 463-481.
- MURPHY J., RILEY J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Annal. Chim. Acta.*, 27.
- NAKAMURA Y., TURNER J.T., 1997. Predation and respiration by the small cyclopoid copepod *Oithona similis*: How important is feeding on ciliates and heterotrophic flagellates. *J. Plankton Res.*, 19, 1275-1288.

- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development), 1982. Eutrophication of waters: Monitoring.
- ONEP (Office national de l'eau potable), 1994. Communication écrite.
- PACE M.L., FUNKE E., 1991. Regulation of planktonic communities by nutrients and herbivores. *Ecology*, 72, 904-914.
- PACE M.L., VAQUE D., 1994. The importance of Daphnia in determining mortality rates of protozoans and rotifers in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 39, 985-996.
- PAFFENHÖFER G.A., 1998. Heterotrophic protozoa and small metazoa : feeding rates and prey-consumer interaction. *J. plankton Res.*, 20, 121-133.
- QUIBLIER C., BOURDIER G., AMBLARD C., 1996. A qualitative study of zooplankton grazing in an oligo-mesotrophic lake using phytoplanktonic pigments as organic markers. *Limnol. Oceanogr.*, 41 (8), 1767-1779.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau, 7<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris.
- RYDING S.O., RAST W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, Masson, Paris.
- SANDERS R.W., WICKHAM S.A., 1993. Planktonic protozoa and metazoa: predation, food quality and population control. *Mar. Microb. Food Webs*, 7, 197-223.
- SCOR-UNESCO, 1966. Determination of photosynthetic pigments in the seawater. *UNESCO Monogr. Oceanogr. Method.*, 1, 11-18.
- SIME-NGANDO T, GROLIERE C., 1991. Effet quantitatif des fixateurs sur la conservation des ciliés planctoniques d'eau douce. *Arch.Protistenkd.*, 140, 109-120.
- SIME-NGANDO T., 1991. Contribution à l'étude des protozoaires ciliés planctoniques de différents lacs : variabilités spatiotemporelles saisonnières et nyctémérales et relation avec les ressources microbiennes du milieu. *Th. Doct., Univer. Blaise Pascal Clermont II*, 462 p.
- SOROKIN Y.I., SOROKIN P.Y., MAMAEVA T.I., 1996. Density and distribution of bacterioplankton and planktonic ciliates in the Bering Sea and North Pacific. *J. Plankton Res.*, 18, 1-16.
- STERNER R.W., 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. Plankton ecology. Succession in plankton community. SOMMER U. (Ed), pp 107-170.
- STOECKER D.K., Mc DOWELL-CAPUZZO J., 1990. Predation on protozoa: its importance to zooplankton. *J. Plankton Res.*, 12, 891-908.
- THOUVENOT A., DEBROAS D., RICHARDOT M., DEVAUX J., 1999. Impact of natural metazooplankton assemblage on planktonic microbial communities in a newly flooded reservoir. *J. Plankton Res.*, 21 (1), 179-199.
- UTERMÖHL H, 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 9, 1-38.
- WELSCHMEYER N.A., GOERICKE R., STORM S., PETERSON W., 1991. Phytoplankton growth and herbivory in the subarctic Pacific: A chemotaxonomic analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 36, 1631-1649.
- WIACKOWSKI K., BRETT M.T., GOLDMAN C.R., 1994. Differential effects of zooplankton species on ciliate community structure. *Limnol. Oceanogr.*, 39, 486-492.
- WICKHAM S.A., 1995. Cyclops predation on ciliates: species specific differences and functional responses. *J. Plankton Res.*, 17, 1633-1646.
- WICKHAM S.A., GILBERT J.J., 1993. The comparative importance of competition and predation by Daphnia on ciliated protist. *Arch. Hydrobiol.*, 126, 289-313.